

RESTAURATION DE PRAIRIES ALLUVIALES DANS LES ESPACES PROTÉGÉS : SYNTHÈSE DES TECHNIQUES ET ÉTUDES EXPÉRIMENTALES

M.P. VÉCRIN & S. MULLER¹

SUMMARY

Protected areas represent a tool to preserve high interest habitats and to initiate their restoration when necessary. Numerous restoration operations of alluvial meadows were therefore undertaken. In the North-East of France, techniques were tested to convert arable land into species-rich meadows. Scientific surveys and literature review enabled us to discuss the advantages and disadvantages of each method.

RÉSUMÉ

La mise en place d'aires de protection permet le maintien d'écosystèmes naturels ainsi que la restauration d'écosystèmes qui ont été dégradés. C'est le cas des prairies alluviales qui ont été mises en culture. Ainsi, de nombreux projets de restauration ont été entrepris au sein d'espaces protégés afin de favoriser le rétablissement d'une flore prairiale typique. Les principales techniques existantes pour reconvertir les cultures en écosystèmes prairiaux ont été testées dans le nord-est de la France et ont fait l'objet d'un suivi floristique. Cette évaluation, complétée par une synthèse bibliographique, ont permis de dresser les avantages et inconvénients de chacune de ces techniques.

INTRODUCTION

La restauration est définie selon la *Society for Ecological Restoration* comme étant « une transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme étant indigène et historique. Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la fonction, la diversité et la dynamique de cet écosystème ». Pour de nombreux écosystèmes dégradés, les conditions édaphiques et le couvert végétal sont les premiers compartiments à restaurer (Mitchell *et al.*, 2000). Lorsque cette restauration concerne les prairies alluviales altérées par un retournement en culture, le rétablissement des espèces et des communautés végétales présentes avant la mise en culture s'avère particulièrement long et difficile. Les raisons en sont une importante fertilité du sol (Janssens *et al.*, 1998) et une banque de graines

¹ Équipe de Phytoécologie, LBFE, Université de Metz, Campus Bridoux, avenue du Général Delestraint, F-57070 Metz. E-mail : mpvecrin@hotmail.com

du sol endommagée par la phase de culture (Bakker, 1989). Or ces écosystèmes prairiaux alluviaux présentent un fort intérêt pour les fonctions écologiques qu'ils assurent (Krebs, 2000) et pour les nombreuses espèces animales et végétales qu'ils abritent (Carbiener, 1969).

La mise en place d'aires de protection (Réserves Naturelles, Arrêtés de Protection de Biotope), la constitution du réseau Natura 2000 permettent le maintien et la préservation d'écosystèmes naturels et semi-naturels mais peut également conduire à des projets de restauration. Ainsi, depuis plus de 20 années, de nombreuses opérations de restauration, comme la reconversion de cultures en prairies, ont été entreprises au sein d'espaces protégés selon différentes méthodes (Muller *et al.*, 1998). En effet, plusieurs techniques de restauration peuvent être utilisées pour rétablir un cortège floristique prairial :

(1) La reconstitution d'un couvert herbacé par semis consiste à introduire dans le site à restaurer des graines d'une ou de plusieurs espèces. Les graines utilisées pour la remise en herbe peuvent soit provenir du commerce soit avoir été récoltées dans des prairies voisines diversifiées.

(2) La recolonisation spontanée consiste à laisser la végétation coloniser le site naturellement, aucune intervention n'étant réalisée.

(3) L'amélioration des conditions édaphiques par étrépage consiste à éliminer la couche superficielle du sol de la culture afin de réduire sa fertilité et diminuer la quantité de produits phytosanitaires accumulés pendant les années de culture. Cette opération est suivie d'un semis ou d'une recolonisation spontanée.

(4) Le transfert de sol consiste à déplacer la couche superficielle du sol d'un site donneur afin de l'établir en tant que communauté fonctionnelle sur un site receveur (Bullock, 1998).

Cet article présente un exemple de chacune de ces méthodes mises en application lors d'opérations de restauration d'écosystèmes prairiaux alluviaux dans le nord-est de la France au sein d'espaces protégés. L'objectif de ces opérations est de rétablir l'écosystème de référence, à savoir la prairie alluviale semi-naturelle, gérée de façon extensive, c'est à dire le stade présent avant que les pratiques agricoles ne soient modifiées. Nos résultats complétés par une synthèse bibliographique permettent ainsi : (i) de dresser les avantages et les inconvénients de ces techniques ; (ii) de définir des préconisations pour favoriser le rétablissement d'une flore prairiale diversifiée ; (iii) de conclure quant à l'intérêt des espaces de protection pour la restauration des écosystèmes prairiaux.

MATÉRIEL & MÉTHODES

SITES D'ÉTUDE

L'ensemble des sites d'études sont des anciennes cultures dont les descriptifs sont présentés dans le Tableau I.

Parcelle SC : Cette ancienne culture a été remise en herbe en 1994 avec un mélange commercial composé de *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense* et *Trifolium repens*. Le suivi floristique commencé en 1996 avait fait l'objet d'un premier bilan (Sélinger-Looten & Muller, 2001).

Parcelle SP : Le Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA) est gestionnaire depuis 1995 de cette ancienne culture. La remise en herbe a été réalisée avec un mélange de graines récoltées dans des prairies riediennes diversifiées.

TABLEAU I

Caractéristiques des sites d'études (APB signifie Arrêté de Protection de Biotope et CSA Conservatoire des Sites Alsaciens)

Parcelle	Technique de reconversion	Année de reconversion	Localisation	Type de protection	Surface	Suivi floristique initié en
SC	Semis commercial	1994	Vallée de la Sarre	Natura 2000	3 ha	1996
SP	Semis de graines issues de prairies voisines	1995	Zone inondable de l'III	Gestion du CSA	2 ha	1999
RS	Recolonisation spontanée	2001	Vallée de la Seille	APB	0,2 ha	2001
E	Etrépage	1998	Zone inondable de l'III	Gestion du CSA	5 ha	1999
TS	Transfert de sol	2001	Vallée de la Seille	APB	1 ha	2001

Parcelle RS : Des mesures compensatoires à la construction de la rocade de Metz ont permis l'acquisition de plusieurs parcelles, dont RS et TS. RS est une ancienne culture de blé où la végétation colonise spontanément le milieu depuis 2001.

Parcelle E : En 1998, le CSA, par le biais de mesures compensatoires à la construction de la rocade de Strasbourg, a entrepris la restauration de cette ancienne culture de maïs. La couche superficielle du sol de la culture a été décapée sur 30 cm, puis le site a été semé avec un mélange de graines récoltées dans la prairie contiguë gérée de façon extensive.

Parcelle TS : Cette parcelle est contiguë à la parcelle RS. Un transfert d'un sol de prairie mésophile, vouée à la destruction car située sur le tracé de la rocade, a été réalisé en février 2001 vers une ancienne culture de blé, située à 200 m du site donneur. Sur 20 cm, le sol de la culture a été préalablement décapé et remplacé par le sol prairial.

L'ensemble de ces sites est fauché fin juin et aucun apport fertilisant n'y est réalisé.

MÉTHODES D'ÉTUDE

Lorsque le suivi a débuté l'année qui a suivi la mise en place de la technique de restauration (Site E, Site RS, Site TS), la méthode de suivi par points-quadrats de Daget & Godron (1982) a été adoptée. Le long de transects de 20 m, des lectures de végétation sont réalisées tous les mètres sur un carré de 50 cm x 50 cm. Au sein de chaque carré de lecture, toutes les espèces présentes sont notées et un coefficient d'abondance-dominance leur est attribué.

Lorsque le suivi a débuté plusieurs années après le début de la reconversion (Site SP et SC), nous avons utilisé la méthode des poignées de De Vries & De Boer (1959) au sein de carrés permanents.

Ces deux méthodes nous permettent de calculer la contribution spécifique (CS %) pour chaque espèce présente, qui correspond au rapport de l'abondance de l'espèce à la somme des abondances de toutes les espèces.

RÉSULTATS

PARCELLE SC

En 1996, 17 espèces étaient présentes au sein du carré permanent alors qu'en 2002, 33 espèces sont recensées. Cette augmentation du nombre d'espèces s'accompagne d'une forte régression des espèces semées (de 95 % en 1996 à moins de 1 % en 2002) (Fig. 1). Ces espèces semées sont remplacées principalement par des graminées, comme *Elymus repens*, *Holcus lanatus*, ainsi que par d'autres espèces prairiales, comme *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*.

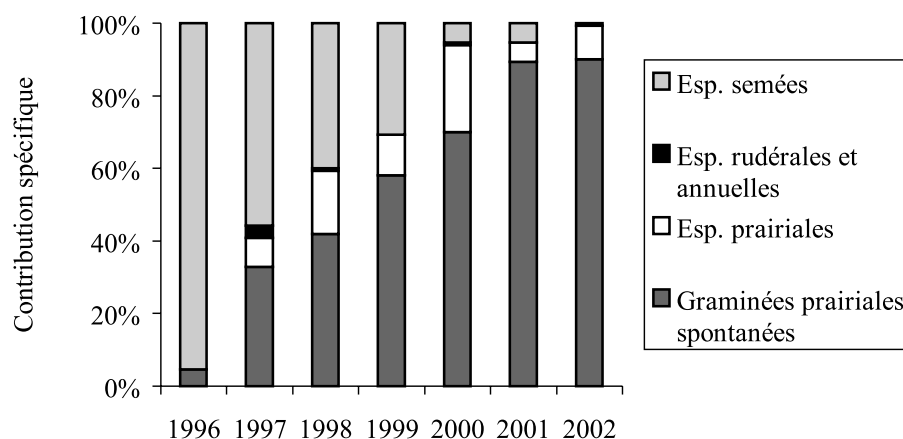


Figure 1. — Évolution des contributions spécifiques sur la parcelle SC de 1996 à 2002.

PARCELLE SP

En 2002, le nombre moyen d'espèces par carré permanent est 12,5. Ce résultat ne varie pas significativement de 1999 à 2002. Le couvert végétal est fortement dominé par les espèces graminéennes depuis le début du suivi (Fig. 2). En effet, en 2002, *Festuca arundinacea* et *Holcus lanatus* représentent au minimum 80 % du couvert végétal des carrés permanents. Les espèces rudérales sont peu présentes (moins de 1 % de 1996 à 2002) ainsi que les espèces prairiales (autres que les graminées). En effet, les fréquences et les contributions spécifiques des espèces prairiales sont très faibles bien que quelques espèces mésotrophes soient représentées par quelques pieds, comme *Knautia arvensis*, *Rhinanthus minor*.

PARCELLE RS

En 2001, le nombre moyen d'espèces par carré de lecture de $0,25 \text{ m}^2$ est de 3 alors qu'en 2002, 6 espèces sont en moyenne présentes par carré (Fig. 3). Cette augmentation du nombre moyen d'espèces s'accompagne d'une diminution de la surface de sol nu. La colonisation a été principalement réalisée par deux graminées, *Elymus repens* et *Poa trivialis*. De 2001 à 2002, la contribution spécifique des espèces rudérales et annuelles diminue (Fig. 4).

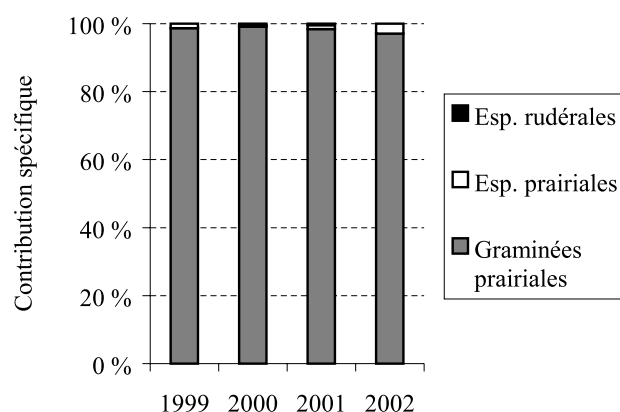


Figure 2. — Évolution des contributions spécifiques sur la parcelle SP de 1999 à 2002.

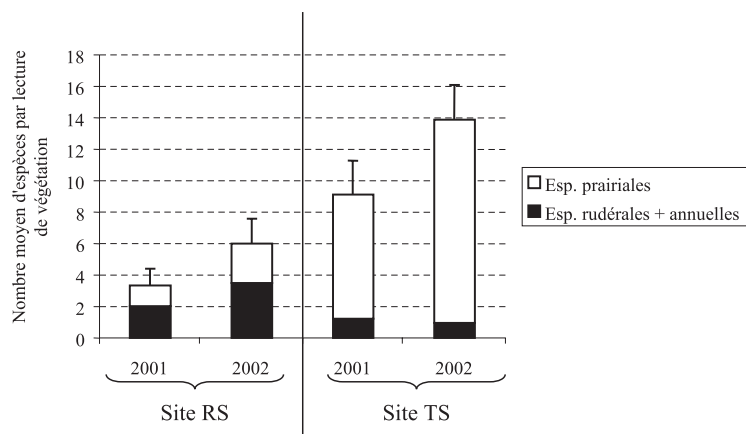


Figure 3. — Nombre moyen d'espèces recensées par carré de $0,25 \text{ m}^2$ le long des transects pour les parcelles RS et TS en 2001 et 2002.

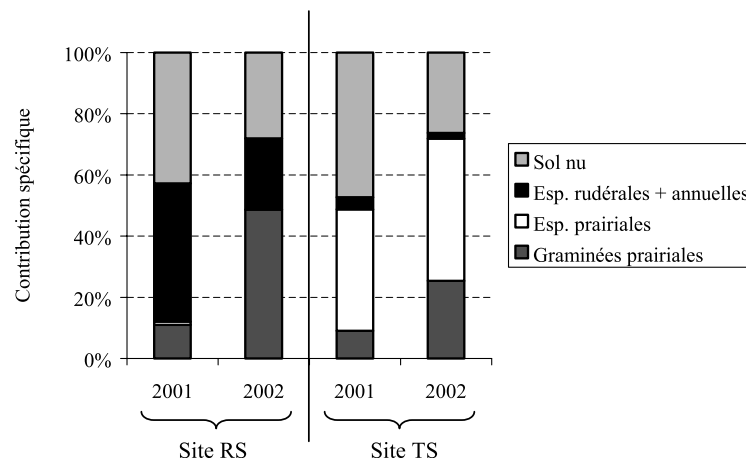


Figure 4. — Évolution des contributions spécifiques sur les parcelles RS et TS en 2001 et 2002.

PARCELLE E

En 1999, les espèces rudérales et annuelles, comme *Setaria viridis*, *Mentha arvensis*, constituent 47 % alors qu'en 2002 elles couvrent 1 % de la surface. Le sol nu, qui ne représentait que 20 % en 1999, représente près de 30 % en 2002. Les espèces prairiales sont présentes à environ 25 % durant les 4 années de suivi. Les graminées progressent très fortement, notamment *Festuca arundinacea* (Fig. 5).

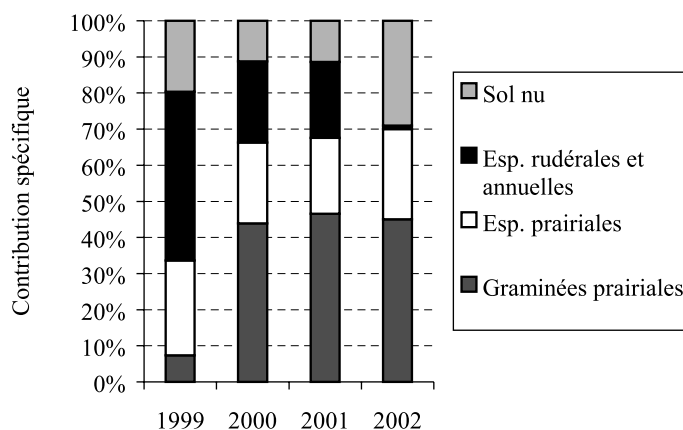


Figure 5. — Évolution des contributions spécifiques sur la parcelle E de 1999 à 2002.

PARCELLE TS

En 2002, 85 espèces sont présentes sur la parcelle TS, parmi lesquelles 75 % sont des espèces prairiales, comme *Colchicum autumnale*, *Senecio jacobaea* et 25 % des espèces rudérales et annuelles, comme *Chenopodium album*, *Cirsium*

arvense. 48 espèces sont communes entre les sites donneur et receveur, dont *Filipendula vulgaris* (espèce protégée en région Lorraine). De 2001 à 2002, le nombre moyen d'espèces prairiales par carré de lecture a augmenté (Fig. 3) et une surface importante de sol nu en 2001 est colonisée en 2002, majoritairement par les espèces prairiales. Les espèces rudérales représentent à peine 2 % du couvert végétal en terme de contribution spécifique (Fig. 4).

DISCUSSION

RECONSTITUTION D'UN COUVERT HERBACÉ PAR SEMIS

Semis de graines du commerce

Selon Sélinger-Looten & Muller (2001), 3 stades de succession végétale sont observés dans les prairies remises en herbe après culture : un stade initial, dominé par les espèces semées, puis un stade de transition où se développent les espèces prairiales les plus communes et enfin le stade de maturation où apparaissent les espèces mésotrophes ou oligotrophes caractéristiques des prairies de référence. La parcelle SC, 8 ans après la remise en herbe, entre dans ce stade de maturation car quelques espèces mésotrophes, comme *Anthoxanthum odoratum*, sont présentes. L'introduction d'espèces semées a conduit les premières années à un couvert végétal fortement dominé par ces espèces. Le semis s'est bien implanté dès les premières années et les espèces introduites ont régressé devant la compétition d'espèces prairiales spontanées. Ainsi, le semis conduit à la reconstitution rapide d'un couvert herbacé, de bonne valeur fourragère et facilitant la désertification du sol tout en limitant son érosion (Mitchley *et al.*, 1996). Cette technique est peu coûteuse et simple à mettre en œuvre car les besoins matériaux et techniques nécessaires sont disponibles pour de nombreux agriculteurs. Mais le semis de graines commerciales entraîne l'introduction d'espèces qui ne sont pas natives du site et qui limitent le recrutement d'espèces spontanées (Mitchley *et al.*, 1996).

Pour faciliter la réussite du semis, il est préférable de choisir des espèces présentes spontanément dans les milieux prairiaux alluviaux et adaptées aux inondations afin de faciliter leur installation. Par exemple, *Festuca pratensis* et *Phleum pratense* sont des graminées de bonne productivité, qui s'installent rapidement et qui résistent aux inondations. Des semis plus complexes peuvent être utilisés, où plus de 10 espèces sont semées, telles que *Festuca rubra*, *Lathyrus pratensis*, *Silaum silaus*. Ces espèces sont pour la plupart disponibles dans le commerce mais à un coût relativement élevé. Hopkins *et al.* (1999) mettent en évidence l'intérêt de ces semis complexes bien que toutes les espèces ne parviennent pas à s'installer dans le couvert végétal.

Semis de graines récoltées dans une prairie voisine riche et diversifiée

Les graines peuvent être récoltées directement dans la prairie, manuellement ou mécaniquement, ou en utilisant le foin (Stevenson *et al.*, 1997). Le semis de graines issues d'une prairie voisine riche et diversifiée présente un très fort intérêt car il est susceptible d'apporter une grande diversité floristique sur la parcelle en introduisant des espèces adaptées aux milieux, tout en évitant d'introduire des génotypes étrangers à la région (Pfadenhauer & Grootjans, 1999). Ce moyen est bon marché et peut être facile à mettre en œuvre. Toutefois, le suivi diachronique réalisé sur le site SP montre qu'après 7 ans de remise en herbe, peu d'espèces prairiales sont pré-

sentes dans le couvert végétal de la parcelle SP, qui est dominé par les graminées. La première hypothèse est que parmi les graines récoltées, peu étaient viables. En effet, les graines n'arrivent pas forcément à germer, elles peuvent par exemple être endommagées par des insectes ou des champignons (Stevenson *et al.*, 1997) ou par les conditions climatiques pour celles contenues dans le fourrage (Manchester *et al.*, 1999). La seconde hypothèse concerne les conditions édaphiques, qui peuvent ne pas convenir à l'installation des espèces prairiales. Ainsi certaines espèces, valorisant mieux les nutriments du sol, peuvent dominer le couvert végétal et entraîner ainsi l'exclusion d'autres (Pywell *et al.*, 2002). Il est ainsi probable que des espèces graminéennes, comme *Festuca arundinacea*, *Arrhenatherum elatius*, aient pu valoriser de meilleure façon les nutriments du sol et donc se développer au détriment d'autres espèces.

Pour faciliter la réussite du semis de graines issues de prairies diversifiées, il est important de réaliser la récolte durant la période où la plupart des espèces prairiales ont leurs graines qui arrivent à maturité ou d'effectuer plusieurs passages de récolte, car toutes les espèces prairiales n'arrivent en général pas à maturité en même temps.

RECOLONISATION SPONTANÉE

La recolonisation va dépendre des sources de propagules, qui sont présentes dans le sol ou qui vont être apportées par dispersion naturelle (Prach & Pyšek, 2001). Ces moyens de dispersion sont par exemple le vent, les inondations, les animaux. Plusieurs auteurs (Manchester *et al.*, 1999 ; Degn, 2001 ; Prach & Pyšek, 2001) présentent les avantages et les inconvénients de cette technique. Les avantages sont l'absence de travaux et de dépense, le caractère natif des espèces colonisatrices et donc l'assurance de la conservation du patrimoine génétique. Par contre, les inconvénients peuvent être nombreux : les premières années, la surface de sol nu est importante. En effet, sur la parcelle RS, le pourcentage de sol nu la première année était de 40 %. Ce sol nu risque d'être érodé et peut favoriser le développement d'espèces adventices et rudérales. Les premières espèces à s'établir sur des anciennes cultures sont des espèces rudérales, qui sont présentes dans la banque de graines du sol (Bekker *et al.*, 1997). De plus, les premières années, la récolte de fourrage est quasi nulle et le foin de mauvaise qualité car les espèces qui se développent ne seront pas de bonnes espèces fourragères. Enfin, la recolonisation par les espèces caractéristiques des prairies alluviales extensives peut être très lente, car le sol nu d'une culture peut représenter un milieu inhospitalier pour des plantules d'espèces adaptées à se régénérer en prairies (Pywell *et al.*, 2002).

Ainsi, cette méthode est conseillée lorsqu'il n'y a pas d'impératifs de temps et lorsque la parcelle à restaurer est entourée de prairies sources, car les procédés de recolonisation sont lents et incertains (Manchester *et al.*, 1999).

AMÉLIORATION DES CONDITIONS ÉDAPHIQUES PAR ÉTRÉPAGE

L'étrépage conduit à un sol plus pauvre en nutriments et plus bas, offrant donc des conditions plus humides à la végétation (Jansen & Roelofs, 1996). Toutefois, même si les conditions abiotiques ressemblent à celles de la communauté de référence, le rétablissement du cortège floristique n'est pas garanti (Van Diggelen *et al.*, 1997) car les espèces prairiales doivent avoir la capacité de recoloniser la parcelle (Bakker, 1989). Ainsi, on peut choisir de laisser la végétation recoloniser spontanément le site ou de semer si on estime que les sources potentielles de recolonisation des espèces prairiales sont insuffisantes (Verhagen *et al.*, 2001). Pour la

parcelle E, le semis issu d'une prairie diversifiée a pu s'établir car les conditions édaphiques, après étrépage, sont plus favorables à l'installation d'une flore prairiale caractéristique. De plus, la surface de sol nu a diminué depuis 1999 ainsi que la contribution des espèces rudérales et annuelles. Mais cette méthode est contraignante en raison des moyens techniques ou financiers qu'elle nécessite. Elle est par ailleurs peu appropriée pour restaurer une prairie de grande taille (Janssens *et al.*, 1998).

Pour augmenter le succès de l'étrépage, Van Diggelen *et al.* (1997) recommandent de réaliser au préalable un inventaire des conditions hydrologiques, du statut en nutriments du sol et de la banque de graines à diverses profondeurs afin de choisir avec pertinence l'épaisseur de sol à décaper.

TRANSFERT DE SOL

Le transfert de sol permet l'introduction d'une diversité potentielle importante, la préservation des écotypes et la conservation d'un écosystème qui pourrait être détruit (Bullock, 1998). Toutefois, ce transfert de sol entraîne la destruction d'un site donneur et demande d'importants moyens techniques et financiers. Cette technique est appropriée notamment quand le site donneur est voué à la destruction, comme par exemple dans le cadre de mesures compensatoires à la construction d'un ouvrage d'art ou d'une infrastructure autoroutière (Bruehlheide & Flintrop, 2000). Mais, le transfert de sol n'est pas un substitut pour la conservation *in situ*. C'est une solution d'urgence qui ne doit être utilisée que lorsque d'autres solutions sont impossibles (Klötzli, 1987).

Ces transferts de sol peuvent être réalisés de deux manières. (a) Le sol est transféré en « vrac », c'est à dire que la couche superficielle du sol et la végétation à sa surface sont mélangées. La couche superficielle du sol de la prairie est pelletée puis transportée jusqu'au site receveur puis étalée. Ce déplacement permet l'introduction de propagules d'espèces prairiales, tout en empêchant l'expression de la banque de graines de la culture. Toutefois, avec cette méthode, le sol risque d'être érodé, déstructuré et contaminé par les espèces rudérales et adventices. Pour la parcelle TS, cette méthode a permis le développement de nombreuses espèces prairiales et bien que la surface de sol nu soit importante la première année (plus de 40 %), la présence d'espèces rudérales était très ponctuelle. (b) Le sol est transporté sous forme de « banquettes », qui sont des blocs de terre de longueur et épaisseur variables. Ce mode de transfert devrait accélérer le rétablissement de la communauté entière (Manchester *et al.*, 1999). Les banquettes sont alors placées les unes contre les autres et des fissures se créent entre les différentes banquettes. Toutefois, ces fissures permettent l'aération du sol et les procédés de minéralisation (Klötzli, 1987), mais ce sont des espaces susceptibles d'être colonisés par des espèces rudérales et elles peuvent créer des difficultés pour la gestion agricole ultérieure du site.

Les probabilités de réussite d'une telle opération sont élevées si le travail est réalisé soigneusement et si la gestion ultérieure est appropriée (Klötzli, 1987). En effet, le succès de cette méthode dépend des différentes étapes du transfert. (1) La compatibilité entre les sites donneur et receveur doit être vérifiée notamment au niveau de l'hydrologie, du substrat et de la topographie. Des changements au niveau de ces conditions peuvent être responsables de changements dans la composition floristique qui s'exprime après le transfert (Manchester *et al.*, 1999). (2) La préparation du site receveur peut être réalisée de différentes manières : élimination de la couche superficielle comme dans notre exemple, élimination de la végétation de la culture avec des produits phytosanitaires (Bullock, 1998). (3) Le déplacement du sol doit être réalisé avec soin pour ne pas trop perturber la végétation. Il est préfé-

nable de réaliser l'opération durant la saison hivernale, voire au début du printemps, pour faciliter le transport et l'étalement du sol. (4) La gestion ultérieure doit être cohérente avec la gestion réalisée préalablement sur le site donneur.

COMMENT CHOISIR PARMI CES DIFFÉRENTES TECHNIQUES ?

Bien que les généralisations soient impossibles car la restauration est un phénomène complexe (Zedler, 2000), il est possible d'orienter le choix de la méthode à mettre en œuvre pour reconvertir une culture en prairie. Il est difficile d'estimer les potentialités de restauration du site car la restauration est un processus soumis à de nombreux facteurs biotiques et abiotiques. Toutefois, il est primordial de s'assurer que le fonctionnement hydrologique du site n'est pas trop altéré. En effet, le régime hydrologique est crucial pour maintenir ou restaurer la biodiversité et le fonctionnement des prairies alluviales (Zedler, 2000). La technique peut également être sélectionnée en fonction de l'intensité de la perturbation subie (Manchester *et al.*, 1999). Ainsi, si le nombre d'années en culture est important, si les engrais et pesticides ont été abondamment utilisés, le rétablissement d'une flore prairiale s'avère difficile et l'étrépage peut être envisagé.

Il est de plus possible d'estimer les sources potentielles de graines. En effet, les espèces végétales possèdent de nombreux moyens de dispersion, comme le vent, les inondations, les animaux et les machines agricoles. Ainsi, si la parcelle à restaurer est entourée de parcelles sources, c'est à dire de prairies semi-naturelles diversifiées, la recolonisation spontanée des espèces prairiales sera facilitée. Mais si cette parcelle est isolée de prairies sources, l'introduction d'espèces est nécessaire (Van der Putten *et al.*, 2002).

Lorsque l'on s'interroge sur les moyens disponibles, dans de nombreux cas, le choix de la méthode s'impose par lui-même. Dans un premier temps, si aucun site donneur voué à la destruction n'est disponible, le transfert de sol est évidemment à proscrire. Dans un second temps, si les moyens financiers sont insuffisants, l'étrépage est alors inaccessible. La restauration peut alors être envisagée par remise en herbe ou par recolonisation spontanée si les sources de recolonisation naturelles sont estimées suffisantes.

COMMENT FAVORISER CETTE RESTAURATION ?

La mise en œuvre d'une technique de restauration n'est qu'une première étape car il faut attacher une grande importance à la gestion qui va être appliquée sur ce site (Wells, 1983). Une gestion appropriée doit favoriser la survie des plantules (Jones & Hayes, 1999), limiter l'invasion d'espèces rudérales (Snow *et al.*, 1997), jouer un rôle dans la dispersion des graines, en fauchant par exemple d'abord une prairie diversifiée puis en fauchant le site à restaurer car les machines agricoles sont un vecteur de dispersion des graines (Strykstra *et al.*, 1996). Les expérimentations de Jones & Hayes (1999) mettent en évidence l'intérêt d'une gestion par 2 fauches suivies d'un pâturage en automne. De plus, il est très important de conserver des prairies riches et diversifiées, car elles constituent la principale source de diversité pour les prairies à reconstituer (Huxel & Hastings, 1999).

CONCLUSIONS

Ainsi, les aires protégées sont des espaces propices à la mise en œuvre d'opérations de restauration des écosystèmes. En effet, elles offrent la possibilité de tes-

ter des techniques différentes, d'assurer une gestion appropriée et un suivi scientifique. Les suivis scientifiques, lorsqu'ils sont effectués sur le long terme, permettent de faire un bilan de l'opération effectuée dans l'objectif : (i) de comprendre les processus de la restauration et du rétablissement des espèces prairiales ; (ii) d'adapter la gestion au fur et à mesure dans le cas où elle serait inappropriée ; (iii) d'estimer le succès en se référant aux objectifs de la restauration et donc à notre écosystème de référence ; (iv) de réaliser un suivi temporel sur le long terme afin de diffuser les résultats et de servir de référence si l'opération de restauration a été un succès (Vécrin, 2003).

Ces suivis permettront de déboucher sur l'élaboration d'outils de restauration pour les gestionnaires qui pourront cibler au mieux les enjeux et les possibilités de restauration.

REMERCIEMENTS

Nous remercions C. Garbey et J. Signoret pour leurs commentaires constructifs sur ce manuscrit.

RÉFÉRENCES

- BAKKER, J.P. (1989). — *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BEKKER, R.M., VERWEIJ, G.L., SMITH, R.E., REINE, R., BAKKER, J.P. & SCHNEIDER, S. (1997). — Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *J. Appl. Ecol.*, 34: 1293-1310.
- BRUELHEIDE, H. & FLINTROP, T. (2000). — Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz mountains, Germany. *Biol. Conserv.*, 92: 109-120.
- BULLOCK, J.M. (1998). — Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biol. Conserv.*, 84: 199-214.
- CARBIENER, R. (1969). — Le grand Ried d'Alsace, Ecologie d'un paysage. *Bull. Soc. Industr. Mulhouse*, 734: 15-44.
- DAGET, P. & GODRON, M. (1982). — *Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés*. Paris, Masson.
- DE VRIES, D.M. & DE BOER, T. (1959). — Methods used in botanical grassland research in the Netherlands and their applications. *Herbage abstracts*, 27: 1-7.
- DEGN, H.J. (2001). — Succession from farmland to heathland: a case for conservation of nature and historic farming methods. *Biol. Conserv.*, 97: 319-330.
- HOPKINS, A., PYWELL, R.F., PEEL, S., JOHNSON, R.H. & BOWLING, P.J. (1999). — Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. *Grass Forage Sci.*, 54: 163-173.
- HUXEL, G.R. & HASTINGS, A. (1999). — Habitat loss, Fragmentation, and Restoration. *Restor. Ecol.*, 7: 309-315.
- JANSEN, A.J.M. & ROELOFS, J.G.A. (1996). — Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecol. Engin.*, 7: 279-298.
- JANSSENS, F., PEETERS, A., TALLOWIN, J.R.B., BAKKER, J.P., BEKKER, R.M. & FILLAT, F. (1998). — Relationships between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, 202: 69-78.
- JONES, A.T. & HAYES, M.J. (1999). — Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. *Biol. Conserv.*, 87: 381-390.
- KLÓTZLI, F. (1987). — Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. Pp. 79-96, in: Van Andel *et al.* (eds). *Disturbance in Grasslands*. Dr W. Junk, Dordrecht, NL.

- KREBS, L. (2000). — *Fonctionnement hydrochimique et biogéochimique d'un écosystème prairial inondable soumis à différentes pratiques agricoles. Exemple des prairies alluviales de la Meuse dans le secteur de Stenay*. Thèse de Doctorat de l'Université de Metz.
- MANCHESTER, S.J., McNALLY, S., TREWEEK, J.R., SPARKS, T.H. & MOUNTFORD, J.O. (1999). — The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. *J. Environ. Manage.*, 55: 91-109.
- MITCHELL, R.J., AULD, M.H., LEDUC, M.G. & MARRS, R.H. (2000). — Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Persp. Plant Ecol., Evol. Syst.*, 3: 142-160.
- MITCHLEY, J., BUCKLEY, G.P. & HELLIWELL, D.R. (1996). — Vegetation establishment on chalk marl spoil: the role of nurse grass species and fertilizer application. *J. Veg. Sci.*, 7: 543-548.
- MULLER, S., DUTOIT, T., ALARD, D. & GREVILLIOT, F. (1998). — Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restor. Ecol.*, 6: 94-101.
- PFADENHAUER, J. & GROOTJANS, A. (1999). — Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Appl. Veg. Sci.*, 2: 95-106.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., HOPKINS, A., WALKER, K.J., SPARKS, T.H., BURKES, M.J.W. & PEEL, S. (2002). — Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *J. Appl. Ecol.*, 39: 294-309.
- PRACH, K. & PYŠEK, P. (2001). — Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.*, 17: 55-62.
- SÉLINGER-LOOTEN, R. & MULLER, S. (2001). — Restauration d'un couvert prairial sur ancienne culture de maïs: impact de la date de fauche et rôle de la banque de graines du sol. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 56: 3-19.
- SNOW, C.S.R., MARRS, R.H. & MERRICK, L. (1997). — Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biol. Conserv.*, 79: 35-41.
- STEVENSON, M.J., BULLOCK, J.M. & WARD, L.F. (1995). — Re-creating semi-natural communities – effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Rest. Ecol.*, 3: 279-289.
- STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & VERWEIJ, G.L. (1996). — Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a hay field initiated by mowing machinery. *Acta Bot. Neerl.*, 45: 557-562.
- VAN DER PUTTEN, W.H., MORTIMER, S.R., HEDLUND, K., VAN DIJK, C., BROWN, V.K., LEPS, J., RODRIGUEZ-BARRUECO, C., ROY, J., DIAZ LEN, T.A., GORSEME, D., KORTHALS, G.W., LAVOREL, S., SANTA REGINA, I. & SMILAUER, P. (2000). — Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia*, 124: 91-99.
- VAN DIGGELEN, R., BAKKER, J.P. & KLOOKER, J. (1997). — Top soil removal: a new hope for threatened plant species? Pp. 257-263, in: A. Cooper & J. Power (eds.). *Species dispersal and land use processes*. Proc. sixth annual Conference IALE. IALE (UK), Aberdeen.
- VERHAGEN, R., KLOOKER, J., BAKKER, J.P. & VAN DIGGELEN, R. (2001). — Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Appl. Veg. Sci.*, 4: 75-82.
- VÉCRIN, M.P. (2003). — *Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture*. Thèse de Doctorat de l'Université de Metz.
- WELLS, T.C.E. (1983). — The creation of species-rich grasslands. Pp. 215-232, in: A. Warren & F.B. Goldsmith (eds). *Conservation in perspective*. Wiley, Chichester.
- ZEDLER, J.B. (2000). — Progress in wetland restoration ecology. *TREE*, 15: 402-407.